

Penurunan Ion Besi (Fe) dan Mangan (Mn) dalam Air dengan Serbuk Gergaji Kayu Kamper

Istifiarti Mandasari dan Alfian Purnomo

Jurusan Teknik Lingkungan, Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan, Institut Teknologi Sepuluh Nopember (ITS)

Jl. Arief Rahman Hakim, Surabaya 60111 Indonesia

e-mail: alfian_purnomo@enviro.its.ac.id

Abstrak—Air tanah mengandung berbagai mineral, antara lain besi dan mangan. Besi dan mangan yang berlebihan dalam air memerlukan pengolahan. Salah satu pengolahan yang sesuai adalah adsorpsi. Serbuk gergaji kayu memiliki kemampuan sebagai adsorben karena mengandung selulosa. Serbuk gergaji kayu diaktivasi terlebih dahulu dengan variasi pencucian akuades dan aktivasi kimia (HCl-NaOH). Masing-masing larutan Fe dan Mn sebanyak 75 ml dikontakkan dengan adsorben teraktivasi dengan dosis 6 gr/L dalam waktu 15; 30; 45; 60; 75; 90; 105; dan 120 menit. Diperoleh kapasitas adsorpsi terbesar Fe 0,179 mg/g dan Mn 0,095 mg/g dengan adsorben teraktivasi kimia pada waktu 15 menit. Adsorben dikontakkan dengan larutan Fe konsentrasi 2,6; 2,8; 3,0; 3,2; dan 3,4 mg/L selama 15 menit dan diperoleh kapasitas adsorpsi maksimum terbesar 0,182 mg/g dengan rata-rata efisiensi *removal* 22,13% pada adsorben teraktivasi kimia. Adsorben dikontakkan dengan larutan Mn konsentrasi 5; 6; 7; 8; dan 9 mg/L selama 15 menit dan diperoleh kapasitas adsorpsi maksimum terbesar 1,698 mg/g dengan rata-rata efisiensi *removal* 98,51% pada adsorben teraktivasi kimia. Adsorben dengan aktivasi kimia menunjukkan kapasitas adsorpsi terbesar dalam menurunkan kadar Fe dan Mn.

Kata Kunci—Adsorpsi, besi, mangan, serbuk gergaji kayu

I. PENDAHULUAN

ION besi (Fe) dan mangan (Mn) bervalensi dua umumnya terdapat dalam air tanah secara bersamaan. Fe dan Mn dalam air dapat menyebabkan kekeruhan, korosi, kesadahan. Fe dan Mn juga menyebabkan warna kekuningan pada cucian dan alat plambing [1]. Teknologi yang umum digunakan untuk menyisihkan Fe dan Mn meliputi teknologi membran, adsorpsi, pertukaran ion, dan presipitasi. Adsorpsi merupakan salah satu proses pengolahan air yang efektif dan sering digunakan untuk menghilangkan logam berat [2].

Serbuk gergaji kayu mengandung lignin, selulosa, dan hemiselulosa sehingga serbuk gergaji kayu berpotensi sebagai penyerap ion logam [3]. Gugus OH pada selulosa dan hemiselulosa menyebabkan terjadinya sifat polar pada adsorben tersebut. Dengan demikian, selulosa dan hemiselulosa lebih kuat menyerap zat yang bersifat polar daripada zat yang kurang polar [4]. Salah satu jenis kayu yang mengandung selulosa yang tinggi yaitu kayu kamper dengan kandungan selulosa sebesar 60% [5].

Berbagai faktor seperti luas permukaan, ukuran pori, jumlah

pori, dan adanya gugus fungsi pada permukaan mempengaruhi kapasitas adsorpsi [6]. Hal ini menuntut pada modifikasi adsorben sehingga adsorben memiliki sifat fisik dan kimia untuk meningkatkan kemampuan pengambilan ion logam dari larutan. Aktivasi bertujuan untuk memodifikasi bagian permukaan adsorben [7]. Aktivasi dapat dilakukan dengan cara fisika, fisika-kimia, atau kimia. Oleh karena itu, perlu dilakukan suatu penelitian mengenai proses adsorpsi Fe dan Mn dengan adsorben variasi pencucian akuades dan aktivasi kimia. Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui metode aktivasi terbaik untuk adsorben serbuk gergaji kayu kamper dalam proses adsorpsi Fe dan Mn dalam air.

II. METODE PENELITIAN

A. Penelitian Pendahuluan

Penelitian pendahuluan yang dilakukan adalah penentuan ukuran adsorben. Penentuan ukuran adsorben dilakukan dengan menggunakan analisis ayakan untuk mengetahui gradasi adsorben serta menyeragamkan ukuran adsorben yang digunakan. Adsorben yang digunakan adalah adsorben dengan persentase berat tertahan terbesar yaitu adsorben ukuran 20 mesh.

B. Pembuatan Larutan Fe dan Mn

Penelitian menggunakan larutan Fe dan Mn buatan (*artificial*). Konsentrasi larutan Fe yang digunakan untuk analisis sebesar 2,6; 2,8; 3,0; 3,2; dan 3,4 mg/L. Konsentrasi larutan Mn yang digunakan untuk analisis sebesar 5,0; 6,0; 7,0; 8,0; dan 9,0 mg/L.

C. Aktivasi Adsorben

Aktivasi adsorben dilakukan dengan dua variasi, yaitu adsorben yang dicuci dengan akuades serta adsorben dengan aktivasi kimia HCl-NaOH. Sebagai variabel kontrol, digunakan adsorben tanpa aktivasi.

Adsorben sebanyak ± 100 gram dicuci dengan akuades menggunakan *magnetic stirrer* kecepatan 200 rpm selama 30 menit. Adsorben disaring dan dikeringkan di dalam oven dengan suhu 60°C selama 24 jam hingga kering merata.

Adsorben untuk aktivasi kimia diambil sebanyak ± 100 gram dan dicuci dengan akuades menggunakan *magnetic*

stirrer kecepatan 200 rpm selama 30 menit. Adsorben selanjutnya dicuci dengan larutan HCl 1 M menggunakan *magnetic stirrer* kecepatan 200 rpm selama 30 menit. Adsorben disaring dan dicuci kembali beberapa kali dengan akuades hingga pH mendekati 7. Adsorben direndam di dalam larutan NaOH 1 M selama 24 jam, dan disaring dengan kain saringan. Adsorben selanjutnya dicuci beberapa kali dengan akuades hingga pH mendekati 7 dan disaring dengan kain saringan selanjutnya dikeringkan di dalam oven dengan suhu 60°C selama 24 jam hingga kering merata.

D. Analisis Waktu Kontak Adsorben

Larutan Fe yang digunakan dengan konsentrasi 3,0 mg/L dan Mn 0,7 mg/L. Penentuan waktu kontak dilakukan dengan mengambil larutan Fe sebanyak 75 ml dan dimasukkan ke dalam 8 erlenmeyer 250 ml yang berbeda, kemudian dikontakkan dengan adsorben dengan dosis 6 gr/L. Larutan selanjutnya diaduk dengan *shaker* pada kecepatan 200 rpm selama 15, 30, 45, 60, 75, 90, 105, dan 120 menit. Perlakuan ini dilakukan dengan masing-masing variasi aktivasi pencucian akuades, aktivasi kimia, maupun tanpa aktivasi. Penentuan waktu kontak Mn dilakukan dengan cara yang sama menggunakan larutan Mn dengan konsentrasi 0,7 mg/L. Masing-masing larutan selanjutnya disaring dan dianalisis konsentrasi Fe dan Mn akhir. Hasil analisis konsentrasi akhir Fe dan Mn digunakan untuk menghitung kapasitas adsorpsi.

E. Analisis Kapasitas Adsorpsi

Larutan Fe yang digunakan dengan konsentrasi 2,6; 2,8; 3,0; 3,2; dan 3,4 mg/L. Masing-masing larutan diambil sebanyak 75 ml dan dimasukkan ke dalam Erlenmeyer 250 ml yang berbeda-beda. Masing-masing larutan dikontakkan dengan adsorben dengan dosis 6 gr/L menggunakan *shaker* kecepatan 200 rpm selama waktu kontak yang diperoleh sebelumnya. Perlakuan ini dilakukan dengan masing-masing adsorben dengan pencucian akuades, aktivasi kimia, maupun tanpa aktivasi. penentuan kapasitas adsorpsi Mn dilakukan dengan cara yang sama menggunakan larutan Mn dengan konsentrasi 5,0; 6,0; 7,0; 8,0; dan 9,0 mg/L.

III. HASIL DAN DISKUSI

A. Proses Aktivasi Adsorben

Aktivasi adsorben bertujuan untuk memodifikasi bagian permukaan adsorben sehingga kapasitas adsorpsi dapat meningkat. Variasi aktivasi pertama yaitu pencucian dengan akuades. Pencucian adsorben yang mengandung selulosa dengan akuades dilakukan untuk menghilangkan komponen-komponen non selulosa yang menempel pada adsorben [8]. Selanjutnya adsorben dikeringkan dalam oven dengan suhu 60°C selama 24 jam hingga kering merata. Pemanasan dengan suhu lebih dari 105°C dapat mengakibatkan penyusutan volume, penutupan pori-pori adsorben dan dapat mengurangi kapasitas adsorpsi adsorben [9].

Aktivasi kimia dilakukan dengan menggunakan larutan HCl dan larutan NaOH. Pencucian dengan larutan asam bertujuan

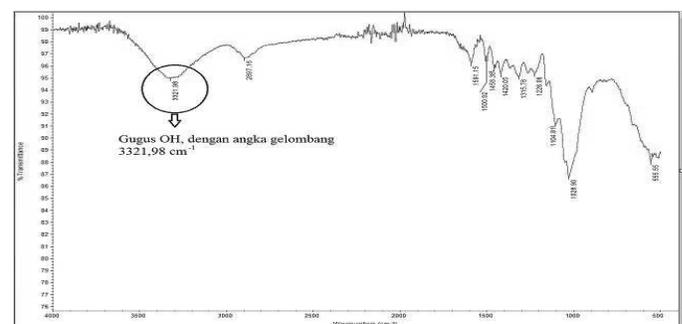
untuk menghilangkan mineral-mineral asam serta pengotor yang menempel pada adsorben [10]. Perendaman adsorben dengan larutan NaOH bertujuan agar terjadi delignifikasi pada adsorben. Fungsi delignifikasi adalah melarutkan senyawa-senyawa seperti lignin yang dapat menghambat proses adsorpsi. Hal ini terjadi karena keberadaan lignin akan menghalangi proses transfer ion ke sisi aktif adsorben. Larutan NaOH akan memecah ikatan selulosa dengan lignin [11]. Ion OH⁻ dari NaOH akan memutus ikatan-ikatan dari struktur dasar lignin sehingga lignin akan mudah larut.

B. Analisis Karakteristik Gugus Fungsional Adsorben

Analisis gugus fungsional adsorben dilakukan dengan uji *Fourier Transform Infra Red* (FTIR). Uji FTIR pada adsorben diperlukan untuk mengetahui gugus fungsi yang terkandung dalam adsorben. Uji FTIR pada penelitian ini menggunakan Shimadzu spektrofotometer dengan spektrum infra merah sedang (angka gelombang 400-4000 cm⁻¹).

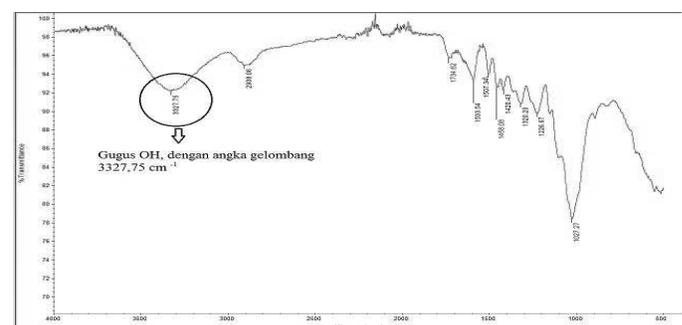
Uji FTIR menunjukkan keberadaan gugus fungsi dengan merepresentasikan melalui *peak* besar serapan spektrum % transmitan (sumbu Y) yang terbentang pada suatu angka gelombang (sumbu X). Setiap jenis gugus fungsi memiliki bentang angka gelombang tersendiri. Penentuan jenis gugus fungsi dapat ditentukan dengan lokasi *peak* serapan spektrum % transmitan yang terdapat pada suatu angka gelombang. Gugus fungsi yang diperlukan dalam adsorpsi logam-logam adalah gugus fungsi hidroksil (-OH).

Hasil uji FTIR pada adsorben tanpa aktivasi menghasilkan gugus fungsi pada Gambar 1.



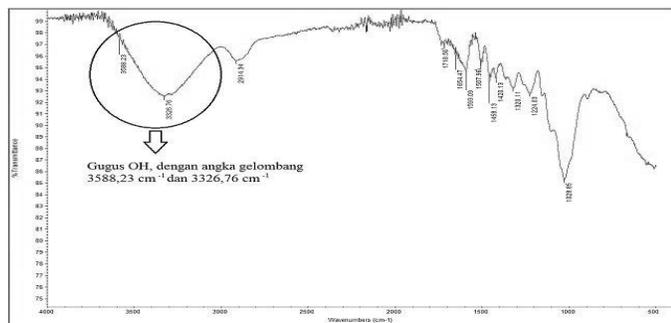
Gambar 1. Hasil uji FTIR adsorben tanpa aktivasi

Hasil uji FTIR pada adsorben dengan pencucian akuades menghasilkan gugus fungsi pada Gambar 2.



Gambar 2. Hasil uji FTIR adsorben dengan pencucian akuades

Hasil uji FTIR pada adsorben dengan aktivasi kimia menghasilkan gugus fungsi pada Gambar 3.



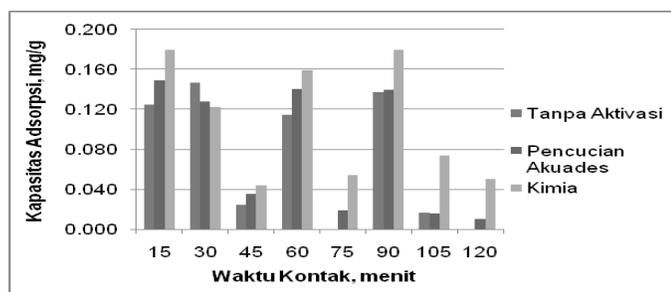
Gambar 3. Hasil uji FTIR adsorben aktivasi kimia

Berdasarkan hasil uji FTIR pada Gambar 1, 2, dan 3, diketahui bahwa seluruh adsorben dengan variasi metode aktivasi masih memiliki gugus hidroksil (-OH). Gugus hidroksil yang terkandung dalam masing-masing jenis adsorben menunjukkan bahwa setiap jenis adsorben dapat digunakan sebagai adsorben ion logam Fe dan Mn.

C. Penentuan Waktu Kontak Adsorben

Waktu kontak terbaik merupakan waktu ketika adsorben dikontakkan dengan larutan Fe atau Mn dan menghasilkan kapasitas adsorpsi yang terbesar. Penentuan waktu optimum adsorben teraktivasi dilakukan dengan membuat larutan Fe konsentrasi 3 mg/L dan Mn konsentrasi 0,7 mg/L.

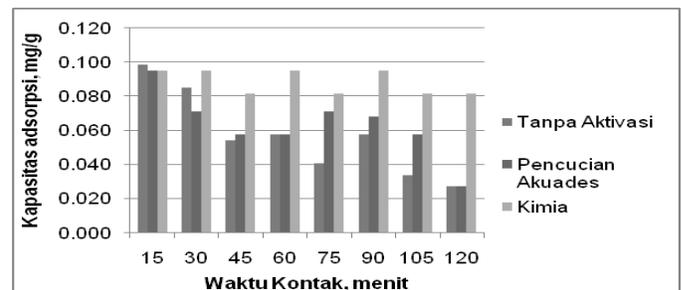
Hasil perhitungan kapasitas adsorpsi Fe dengan masing-masing variasi adsorben dapat dilihat pada Gambar 4.



Gambar 4. Grafik kapasitas adsorpsi Fe terhadap waktu kontak

Gambar 4 menunjukkan kapasitas adsorpsi Fe pada adsorben dengan pencucian akuades dan aktivasi kimia terbesar terjadi pada menit ke 15, yaitu mencapai 0,149 mg/g (adsorben pencucian akuades), 0,179 mg/g (adsorben aktivasi kimia), dan 0,125 mg/g (adsorben tanpa aktivasi). Setelah menit ke 15, diketahui bahwa kapasitas adsorpsi semakin menurun hingga menit ke 45. Dalam medium air, ion logam khususnya untuk kation logam transisi dengan elektronegativitas yang relatif tinggi cenderung membentuk kation terhidrat dengan H₂O, kation-kation tersebut membentuk ikatan kovalen (koordinasi) dengan H₂O dalam bentuk ion kompleks yang larut dalam air. Kompleks H₂O yang terbentuk memiliki ukuran yang cukup besar sehingga kemampuan untuk terperangkap dalam adsorben menjadi kecil [12].

Hasil perhitungan kapasitas adsorpsi Mn dengan masing-masing variasi adsorben dapat dilihat pada Gambar 5.



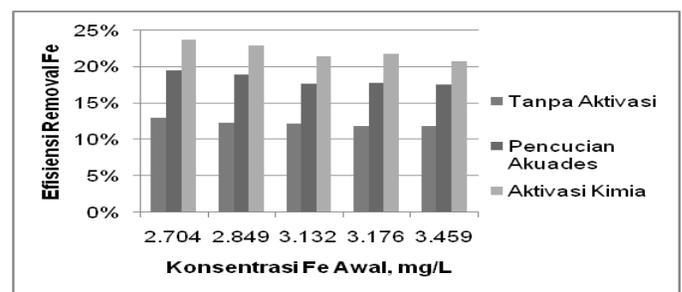
Gambar 5. Grafik kapasitas adsorpsi Mn terhadap waktu kontak

Gambar 5 menunjukkan kapasitas adsorpsi Mn terbesar yaitu pada menit ke 15, sebesar 0,095 mg/g (adsorben pencucian akuades); 0,095 mg/g (adsorben teraktivasi kimia); dan 0,099 mg/g (adsorben tanpa aktivasi). Setelah menit ke 15, diketahui bahwa kapasitas adsorpsi mulai menurun. Penurunan kapasitas adsorpsi disebabkan oleh penggunaan alat pengaduk (*shaker*) dengan kecepatan yang tinggi. Penggunaan alat pengaduk dengan kecepatan tinggi dapat melepas kembali adsorbat yang telah menempel pada permukaan adsorben. Penggunaan kecepatan aduk di atas 90 rpm akan membuat ikatan antar partikel adsorben dan adsorbat terlepas [13]. Di samping itu terlalu cepatnya pengadukan membuat adsorben tidak sempat membentuk ikatan yang kuat dengan partikel logam.

D. Penentuan Kapasitas Adsorpsi Fe dan Mn

Penentuan kapasitas adsorpsi dilakukan dengan menggunakan waktu kontak terbaik yang diperoleh sebelumnya. Konsentrasi larutan Fe yang digunakan dalam menentukan kapasitas adsorpsi yaitu 2,6; 2,8; 3,0; 3,2; dan 3,4 mg/L. Konsentrasi larutan Mn yang digunakan yaitu 5; 6; 7; 8; dan 9 mg/L. Hasil konsentrasi akhir larutan digunakan untuk menghitung efisiensi *removal* dan kapasitas adsorpsi yang selanjutnya dibuat dalam grafik permodelan isoterm Langmuir dan Freundlich.

Hasil perhitungan efisiensi *removal* Fe dengan masing-masing variasi adsorben dapat dilihat pada Gambar 6.



Gambar 6. Efisiensi *removal* Fe awal

Pada Gambar 6, diketahui bahwa efisiensi *removal* pada masing-masing metode aktivasi semakin menurun seiring dengan meningkatnya konsentrasi larutan Fe awal. Rata-rata efisiensi *removal* Fe pada adsorben tanpa aktivasi sebesar

12,27%, adsorben dengan pencucian akuades sebesar 18,33%, dan adsorben dengan aktivasi kimia sebesar 22,13%.

Data hasil perhitungan kapasitas adsorpsi selanjutnya dapat digunakan untuk menentukan model isoterm adsorpsi yang sesuai. Isoterm adsorpsi yang akan ditentukan yaitu isoterm Langmuir dan Freundlich. Isoterm Langmuir mengasumsikan bahwa satu adsorbat berikatan dengan satu bagian pada adsorben dan seluruh bagian permukaan adsorben mempunyai daya tarik yang sama untuk adsorbat dengan persamaan umum:

$$q = qm \frac{Kads \times C}{1 + Kads \times C} \tag{1}$$

Apabila ditulis dalam persamaan linier menjadi

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{qm \times Kads} \left(\frac{1}{C} \right) + \frac{1}{qm} \tag{2}$$

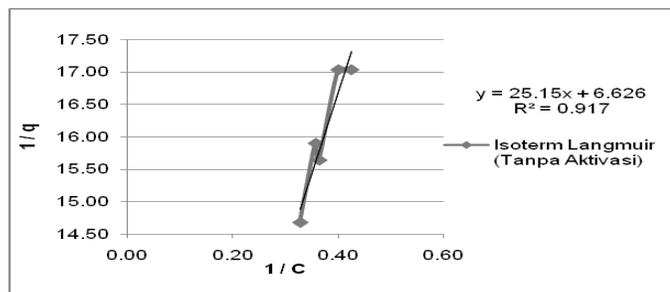
Isoterm Freundlich mengasumsikan bahwa satu adsorbat berikatan dengan satu bagian pada adsorben namun setiap bagian permukaan memiliki daya tarik yang berbeda pada adsorbat yang berbeda, biasa dengan persamaan:

$$q = K \times C^{1/n} \tag{3}$$

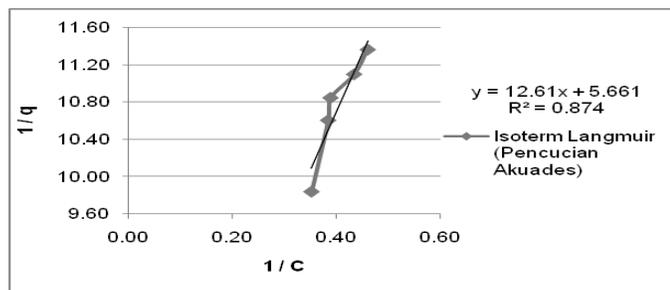
Apabila ditulis dalam persamaan linier menjadi

$$\log q = \log K + \frac{1}{n} \log C \tag{4}$$

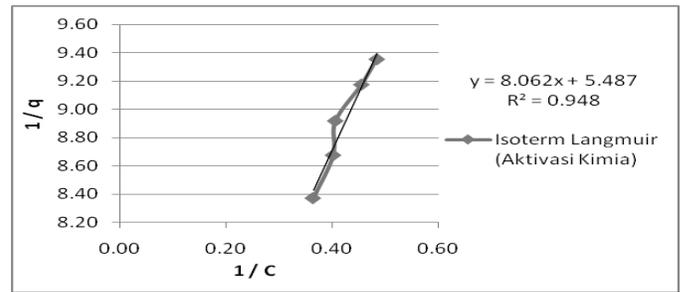
Hasil permodelan isoterm Langmuir proses adsorpsi Fe dengan masing-masing variasi adsorben dapat dilihat pada Gambar 7, 8, dan 9.



Gambar 7. Isoterm Langmuir Fe dengan adsorben tanpa aktivasi

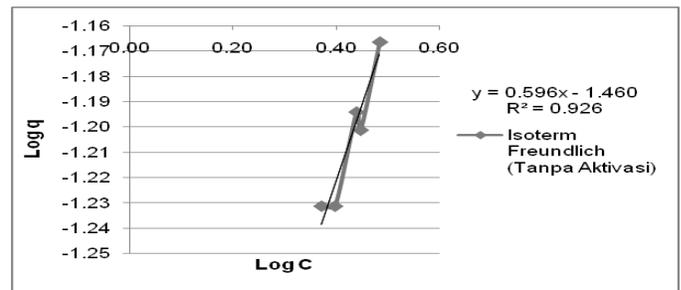


Gambar 8. Isoterm Langmuir Fe dengan adsorben pencucian akuades

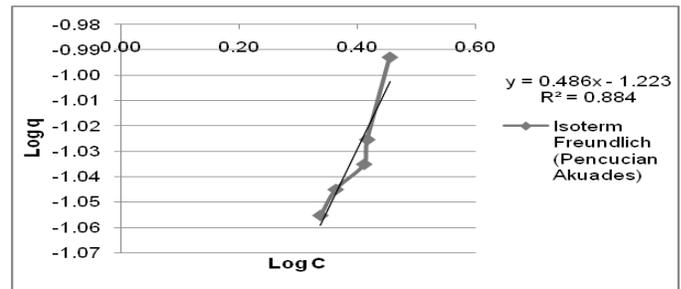


Gambar 9. Isoterm Langmuir Fe dengan adsorben aktivasi kimia

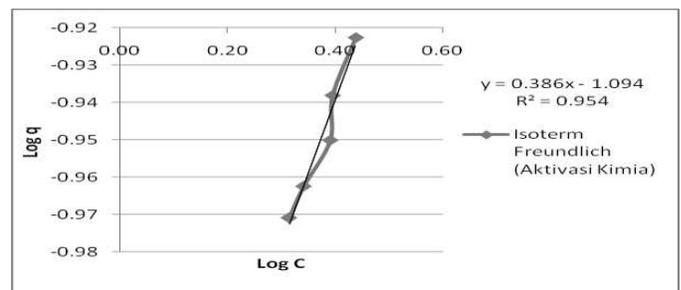
Hasil permodelan isoterm Freundlich proses adsorpsi Fe dengan masing-masing variasi adsorben dapat dilihat pada Gambar 10, 11, dan 12.



Gambar 10. Isoterm Freundlich Fe dengan adsorben tanpa aktivasi



Gambar 11. Isoterm Freundlich Fe dengan adsorben pencucian akuades



Gambar 12. Isoterm Freundlich Fe dengan adsorben aktivasi kimia

Jenis isoterm adsorpsi pada adsorben teraktivasi dapat ditentukan dengan nilai R² yang diperoleh. Nilai R² yang semakin mendekati 1 menunjukkan bahwa proses adsorpsi dapat dimodelkan dengan isoterm adsorpsi Fe. Berdasarkan Gambar 7 hingga 12, pendekatan isoterm adsorpsi Langmuir dan Freundlich pada adsorben tanpa aktivasi memiliki nilai R² sebesar 0,917 dan 0,926. Pendekatan isoterm adsorpsi Langmuir dan Freundlich pada adsorben dengan pencucian akuades memiliki nilai R² sebesar 0,874 dan 0,884. Pendekatan isoterm adsorpsi pada adsorben dengan aktivasi

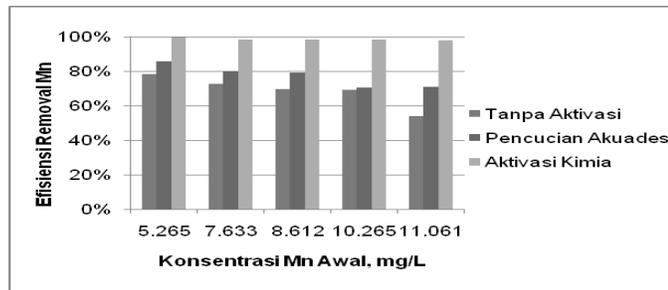
kimia memiliki nilai R^2 sebesar 0,948 dan 0,954. Berdasarkan hasil tersebut, dapat diketahui bahwa nilai R^2 pada masing-masing adsorben teraktivasi memiliki nilai yang mendekati 1 dengan model isoterm Freundlich. Model adsorpsi Fe dengan isoterm Freundlich menghasilkan konstanta persamaan Freundlich yang terdapat pada Tabel 1.

Tabel 1.

Konstanta isoterm Freundlich pada adsorpsi Fe		
Metode Aktivasi	Isoterm Freundlich	
	K_F	n
Tanpa Aktivasi	0,035	1,678
Pencucian Akuades	0,060	2,058
Aktivasi Kimia	0,081	2,591

Berdasarkan data tersebut dapat diketahui bahwa adsorben dengan aktivasi kimia memiliki kapasitas adsorpsi maksimum terbesar yaitu 0,182 mgFe/g adsorben. Selanjutnya yaitu adsorben dengan pencucian akuades dengan kapasitas adsorpsi maksimum sebesar 0,177 mgFe/g adsorben. Adsorben tanpa aktivasi memiliki nilai kapasitas adsorpsi maksimum yang terkecil, yaitu sebesar 0,151 mgFe/g adsorben. Adsorben dengan aktivasi kimia juga memiliki efisiensi *removal* rata-rata terbesar yaitu 22,13%, sedangkan efisiensi *removal* adsorben dengan pencucian akuades dan tanpa aktivasi masing-masing sebesar 18,33% dan 12,27%. Sehingga dapat diketahui bahwa adsorben dengan aktivasi kimia memiliki kemampuan adsorpsi Fe yang paling besar.

Hasil perhitungan efisiensi *removal* Mn dengan masing-masing variasi adsorben dapat dilihat pada Gambar 13.



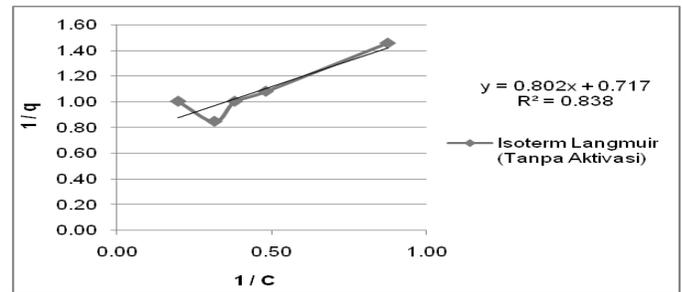
Gambar 13. Efisiensi *removal* Mn awal

Pada Gambar 13, diketahui bahwa efisiensi *removal* pada masing-masing metode aktivasi semakin menurun seiring dengan meningkatnya konsentrasi larutan Mn awal. Rata-rata efisiensi *removal* Mn pada masing-masing variasi aktivasi adsorben yaitu 68,70% pada adsorben tanpa aktivasi, 77,20% pada adsorben dengan pencucian akuades, dan 98,51% pada adsorben dengan aktivasi kimia. Berdasarkan hal tersebut, diketahui bahwa adsorben dengan aktivasi kimia memiliki efisiensi *removal* Mn yang paling tinggi, dan adsorben tanpa aktivasi memiliki efisiensi *removal* Mn terendah.

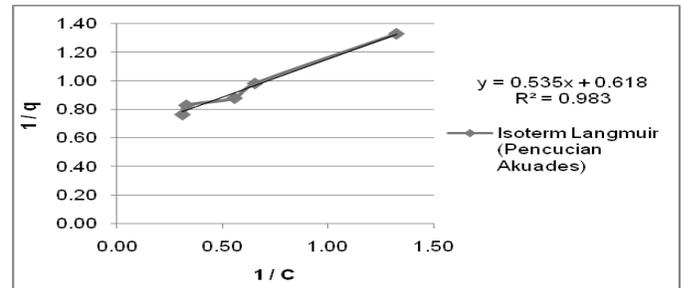
Data hasil perhitungan kapasitas adsorpsi selanjutnya dapat digunakan untuk menentukan model isoterm adsorpsi yang sesuai. Isoterm adsorpsi yang akan ditentukan hanya sebanyak 2 jenis model isoterm adsorpsi yaitu isoterm Langmuir dan Freundlich.

Hasil permodelan isoterm Langmuir proses adsorpsi Mn

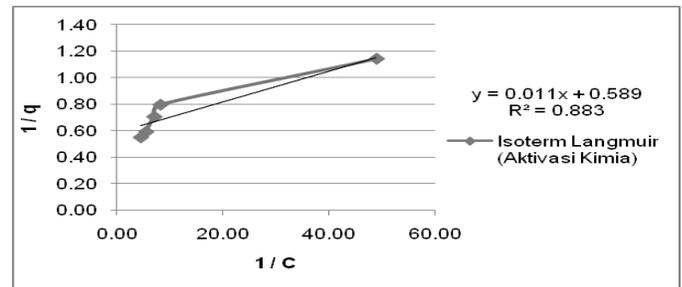
dengan masing-masing variasi adsorben dapat dilihat pada Gambar 14, 15, dan 16.



Gambar 14. Isoterm Langmuir Mn dengan adsorben tanpa aktivasi

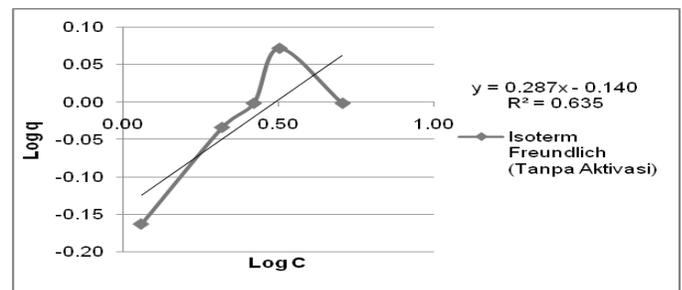


Gambar 15. Isoterm Langmuir Mn dengan adsorben pencucian akuades

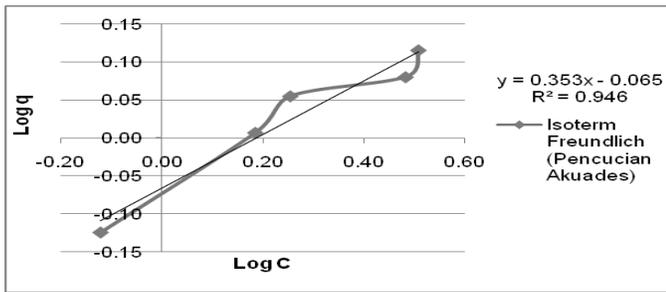


Gambar 16. Isoterm Langmuir Mn dengan adsorben aktivasi kimia

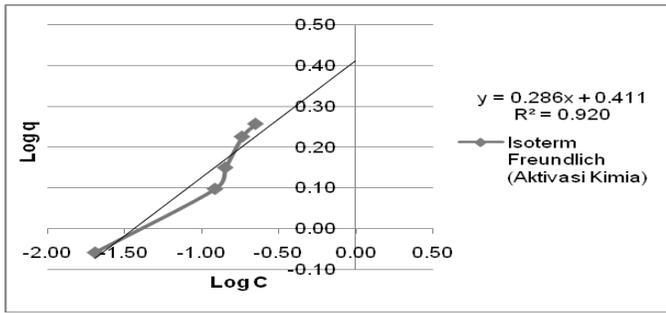
Hasil permodelan isoterm Freundlich proses adsorpsi Mn dengan masing-masing variasi adsorben dapat dilihat pada Gambar 17, 18, dan 19.



Gambar 17. Isoterm Freundlich Mn dengan adsorben tanpa aktivasi



Gambar 18. Isoterm Freundlich Mn dengan adsorben pencucian akuades



Gambar 19. Isoterm Freundlich Mn dengan adsorben aktivasi kimia

Jenis isoterm adsorpsi pada adsorben teraktivasi dapat ditentukan dengan nilai R^2 yang diperoleh. Nilai R^2 yang semakin mendekati 1 menunjukkan bahwa proses adsorpsi dapat dimodelkan dengan isoterm adsorpsi Mn. Berdasarkan Gambar 14 hingga 19, pendekatan isoterm adsorpsi Langmuir dan Freundlich pada adsorben tanpa aktivasi memiliki nilai R^2 sebesar 0,838 dan 0,635. Pendekatan isoterm adsorpsi Langmuir dan Freundlich pada adsorben dengan pencucian akuades memiliki nilai R^2 sebesar 0,983 dan 0,946. Pendekatan isoterm adsorpsi pada adsorben dengan aktivasi kimia memiliki nilai R^2 sebesar 0,883 dan 0,920. Berdasarkan hasil tersebut, dapat diketahui bahwa nilai R^2 pada masing-masing adsorben teraktivasi memiliki nilai yang mendekati 1, sehingga dapat dimodelkan dengan isoterm adsorpsi Langmuir. Model adsorpsi Mn dengan isoterm Langmuir menghasilkan konstanta persamaan Freundlich yang terdapat pada Tabel 2.

Tabel 2.
Konstanta isoterm Langmuir pada adsorpsi Mn

Metode Aktivasi	Isoterm Langmuir	
	q_m	K_L
Tanpa Aktivasi	1,395	0,894
Pencucian Akuades	1,618	1,155
Aktivasi Kimia	1,698	53,545

Berdasarkan data tersebut dapat diketahui bahwa adsorben dengan aktivasi kimia memiliki kapasitas adsorpsi maksimum terbesar yaitu 1,698 mgMn/g adsorben. Selanjutnya yaitu adsorben dengan pencucian akuades dengan kapasitas adsorpsi maksimum sebesar 1,618 mgMn/g adsorben. Adsorben tanpa aktivasi memiliki nilai kapasitas adsorpsi maksimum yang terkecil, yaitu sebesar 1,395 mgMn/g adsorben. Adsorben dengan aktivasi kimia juga memiliki efisiensi *removal* rata-rata terbesar yaitu 98,51%, sedangkan efisiensi *removal* adsorben dengan pencucian akuades dan tanpa aktivasi masing-masing

sebesar 77,20% dan 68,70%. Sehingga dapat diketahui bahwa adsorben dengan aktivasi kimia memiliki kemampuan adsorpsi Mn yang paling besar.

IV. KESIMPULAN/RINGKASAN

Metode aktivasi kimia HCl-NaOH pada adsorben serbuk gergaji kayu kamper menghasilkan kapasitas adsorpsi terbesar yaitu 0,182 mgFe/g dan 1,698 mgMn/g dengan rata-rata efisiensi *removal* terbesar yaitu 22,13% untuk Fe dan 98,51% untuk Mn. Dalam pengembangannya, adsorben serbuk gergaji kayu dapat digunakan dengan metode kontinu menggunakan kolom adsorpsi.

UCAPAN TERIMA KASIH

Penulis I.M. mengucapkan terima kasih kepada Direktorat Pendidikan Tinggi, Departemen Pendidikan dan Kebudayaan Republik Indonesia yang telah memberikan dukungan finansial melalui Beasiswa PPA tahun 2014-2015.

DAFTAR PUSTAKA

- [1] P. Roccaro, C. Barone, and F. Vagliasindi, "Removal Manganese from Water Supplies Intended for Human Consumption: A Case Study," *Desalination*, Vol. 210 No. 1-3 (2007) 205-2014.
- [2] C. Kan, M. Aganon, C. Futralan, and M. Dalida, "Adsorption of Mn^{2+} from Aqueous Solution Using Fe and Mn Oxide-coated Sand," *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 25, No. 7 (2013) 1483-1491.
- [3] A. Shukla, Y. Zhang, P. Dubey, J. Margrave, and S. Shukla, "The Role of Sawdust in The Removal of Unwanted Materials from Water," *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 95, No. 1-2 (2002) 137-152.
- [4] I. N. Sukarta, "Adsorpsi Ion Cr^{3+} oleh Serbuk Gergaji Kayu Albizia (*Albizia Falcata*): Studi Pengembangan Bahan Alternatif Penjerap Limbah Logam Berat," *Tesis*, Program Studi Kimia (2008) Sekolah Pascasarjana Institut Pertanian Bogor.
- [5] Pusat Penelitian dan Pengembangan Hasil Hutan (P3HH), "Petunjuk Praktis Sifat-sifat Dasar Jenis Kayu Indonesia," *Indonesia Sawmill and Woodworking Association* (2008).
- [6] M. Grassi, G. Kyakioglu, V. Belgiorno, and G. Lofrano. "Removal of Emerging Contaminants from Water and Wastewater by Adsorption Process," *Emerging Compounds Removal from Wastewater* (2012).
- [7] R. Gautam, A. Mudhoo, G. Lofrano, and M. Chattopadhyaya, "Biomass-derived Biosorbents for Metal Ions Sequestration: Adsorbent Modification and Activation Methods and Adsorbent Regeneration" *Journal of Chemical Engineering*, Vol. 2, No. 1 (2014) 239-259.
- [8] U. Sulistyana, "Studi Pendahuluan Adsorpsi Kation Ca dan Mg (Penyebab Kesadahan) Menggunakan Selulosa Bakterial Nata De Coco dengan Metode Batch," *Prosiding Skripsi Semester Genap Jurusan Kimia FMIPA ITS Surabaya* (2010).
- [9] J. Cavalcante, S. Rocha, and M. Luzio, "Change in Structure of Marine Algae *Sargassum* sp. during Drying" *Brazil: 4th Mercusor Congress on Process Systems Engineering* (2005).
- [10] M. Seppehr, M. Zarrabi, H. Kazemian, A. Amrane, K. Yaghmaian, and H. Ghaffari, "Removal of Hardness Agents, Calcium and Magnesium, by Natural and Alkaline Modified Pumice Stones in Single and Binary Systems," *Applied Surface Sciences*, Vol. 274 (2013) 295-305.
- [11] I. Safrianti, N. Wahyuni, dan T. A. Zaharah, "Adsorpsi Timbal (II) oleh Selulosa Jerami Padi Teraktivasi Asam Nitrat; Pengaruh pH dan Waktu Kontak," *JKK*, Vol. 1, No. 1 (2012) 1-7.
- [12] R. Andreas, Narsito, dan S. Noegrohati, "Karakteristik Adsorpsi Tembaga (II) pada Humin dalam Medium Air Tawar," *Jurnal Molekul*, Vol. 1 (2006) 1-9.
- [13] I. Syaughiah, M. Amalia, dan H. Kartini, "Analisis Variasi Waktu dan Kecepatan Pengaduk pada Proses Adsorpsi Limbah Logam Berat dengan Arang Aktif," *Jurnal Info Teknik*, Vol. 12, No. 1 (2011) 11-20.